



Undersøgelse af overfladedeponering med henblik på beregning af deponering af luftbåret materiale frigjort ved kernenedsmeltning i kraftreaktorer

Roed, Jørn

Publication date:
1981

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Roed, J. (1981). *Undersøgelse af overfladedeponering med henblik på beregning af deponering af luftbåret materiale frigjort ved kernenedsmeltning i kraftreaktorer*. Risø National Laboratory. Risø-M No. 2274

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Risø-M-2274

UNDERSØGELSE AF OVERFLADEDEPONERING MED HENBLIK PÅ BEREKNING
AF DEPONERINGEN AF LUFTBÅRET MATERIALE FRIGJORT VED KERNE-
NEDSMELTNING I KRAFTREAKTORER

Jørn Roed

Abstract. Der er foretaget målinger af deponeringen af cæsium-137 på vertikale husoverflader.

Depositionshastigheden beregnes ved at kombinere deponeringsmålingerne med målinger af luftkoncentrationen af fall-out partikler.

Tørdepositionshastigheden på plane overflader, som f.eks. bygningsoverflader, bar jord og veje, sammenlignes med depositions-
hastigheden på ru overflader, som f.eks. græs og kløver.

Sammenligningen baserer sig dels på de beskrevne målinger dels på den relevante litteratur om emnet.

INIS-Descriptors. BUILDINGS, CESIUM 137, DECONTAMINATION, DEPOSITION, EXPERIMENTAL DATA, FALLOUT DEPOSITS, PARTICLE, RESUSPENSION, RADIOACTIVE AEROSOLS, ROUGHNESS, SURFACE CONTAMINATION, VELOCITY

UDC 614.73: [623.454.8 + 621.039.588]

Oktober 1981

Forsøgsanlæg Risø, DK 4000 Roskilde, Danmark

ISBN 87-550-0789-9

ISSN 0418-6435

Risø Repro 1981

INDHOLD

	Side
1. INDLEDNING	5
2. MIDDELVINDHASTIGHEDENS AFHÆNGIGHED AF HØJDEN OVER JORDOVERFLADEN	6
3. PARTIKELKONCENTRATIONENS AFHÆNGIGHED AF HØJDEEN ..	7
4. DEPOSITIONSHASTIGHED	9
4.1. Deposition på grund af hvirveldiffusion	9
4.2. Sedimentationshastigheden	10
5. DEPOSITIONSHASTIGHEDENS AFHÆNGIGHED AF FORSKELLIGE FORHOLD	11
5.1. Depositionshastighedens afhængighed af refe- rencehøjden, z	12
5.2. Depositionshastighedens afhængighed af stabi- litetsforholdene i atmosfæren	12
5.3. Depositionshastighedens afhængighed af vind- hastigheden	13
5.4. Resuspension	14
5.5. Depositionshastighedens afhængighed af over- fladens hældning	14
5.6. Depositionshastighedens afhængighed af par- tikelstørrelsen	16
5.7. Depositionshastighedens afhængighed af over- fladens ruhed (struktur)	17
6. DEPOSITIONSHASTIGHEDEN FOR REAKTIVE STOFFER	
F.EKS. JOD	19
6.1. Jod som methyljodid	19
6.2. Jod som elementarjod	20

	Side
7. DEPOSITIONSHASTIGHEDEN AF IKKE REAKTIVE STOFFER.	21
7.1. Egne undersøgelser	21
7.2. Andre målinger af depositions-hastigheder for ikke reaktive partikler	26
8. ANBEFALINGER AF DEPOSITIONSHASTIGHEDER TIL BRUG VED DOSISBEREGNINGER I FORBINDELSE MED UDSLIP AF RADIOAKTIVE STOFFER	28
LITTERATUR	30

1. INDLEDNING

Ved uheld på et kernekraftværk kan der frigøres radioaktive stoffer til atmosfæren, og disse kan - som anden luftbåren forurening - spredes til omgivelserne.

De radioaktive stoffer kan påvirke mennesker ved at de kommer ind i kroppen enten ved indånding, eller ved at de indtages med føden. Udover denne nærvirkning har nogle af de radioaktive stoffer en fjernvirkning, idet de udsender gamma-stråling, som kan virke over lang afstand og som kan trænge gennem selv faste barrierer som f.eks. husvægge - dog med en vis afsvækkelse til følge.

Da denne fjernvirkning er kraftigere jo tættere de gammaaktive stoffer er på mennesket, er det af væsentlig betydning for vurdering af skadevirkningerne at vide hvor meget af det radioaktive materiale, der deponeres nær menneskets bopæl og arbejdssted f.eks. på gader, husvægge og tage, og hvor meget der deponeres i områder, hvor mennesket sjældent færdes f.eks. skove og marker.

For at kunne beregne dette er det nødvendigt at kende depositionshastighederne, der angiver forholdet mellem den forureningsmængde, der pr. tids- og arealenhed deponeres på en overflade, og koncentrationen af forureningen i atmosfæren i en bestemt afstand fra jordoverfladen.

Depositionshastigheden for ikke reaktive stoffer, som f.eks. cæsium, og for reaktive stoffer, som f.eks. elementær jod, er godt bestemt på overflader af græs, kløver, vegetationsfri jord m.m. Der er derimod næsten ikke foretaget undersøgelser af depositionshastigheden på hustage og -vægge.

De i denne rapport beskrevne undersøgelser har derfor haft til formål at fastlægge depositionshastigheder for husvægge og -tage ud fra målinger af, hvor store mængder af den radioaktive iso-

top cesium ^{137}Cs , der er deponeret som følge af forsøgs-sprængninger af kernevåben i atmosfæren. Partikelstørrelsen af ^{137}Cs langt borte fra bombesprængningsstedet antages normalt at være mellem $0,05\text{ }\mu\text{m}$ og $2\text{ }\mu\text{m}$, hvilket netop er den partikelstørrelse, som man vil forvente i forbindelse med uheldsudslip i en vis afstand fra udslipsstedet.

Partikler der dannes som følge af en kernenedsmeltning, antages ved dannelsen at være ganske små, idet de stammer fra dampfasen af en smelte, men da partikler mindre end $0,1\text{ }\mu\text{m}$ hurtigt bliver knyttet til større partikler på grund af termisk (Brownsk) koagulation, vil koncentrationen af ganske små partikler falde væsentligt med tiden efter frigørelsen, (Pruppacher og Klett 78).

Ved at sammenholde den deponerede mængde ^{137}Cs på husvægge med de luftkoncentrationer af ^{137}Cs , der er målt gennem årene, kan vi estimere en depositionshastighed for typiske danske huses overflader.

Herudover har vi undersøgt forskellige dekontamineringsprocedurers virkning på den ^{137}Cs forurening, der er opsamlet gennem en årrække.

Ud fra egne målinger af depositionshastigheden og den relevante litteratur om emnet, er der i den foreliggende rapport angivet depositionshastigheder, der kan anvendes for danske forhold.

I rapporten gennemgås forskellige forholds indvirkning på depositionshastigheden (vindhastighed, overfladens struktur m.m.). I denne forbindelse vil der blive givet en forenklet beskrivelse af teorien bag depositionen. For en mere udførlig beskrivelse henvises til Ahmed (79) og Jensen (81).

2. MIDDELVINDHASTIGHEDENS AFHÆNGIGHED AF HØJDEN OVER JORD-OVERFLADEN

I et turbulent overfladelag vil de vertikale fluxe være meget nær konstante med højden (Lumley og Panofsky, 64).

Antages der horisontal homogenitet, kan vi skrive følgende udtryk op for den vertikale gradient af middelhastigheden, når der hersker adiabatisk vejrtilstande.

$$\frac{\partial \bar{U}}{\partial Z} = \frac{U_*}{K Z} \quad (1)$$

hvor U_* er friktionshastigheden, K er von Karman konstanten ($K \approx 0,4$) og Z er højden over jordniveau.

Undertiden må der dog foretages en nulpunktsforskydning for Z , typisk i forbindelse med høj og tæt vegetation. Udtrykket (1) kan da skrives:

$$\frac{\partial \bar{U}}{\partial Z} = \frac{U_*}{K(Z-L)} \quad (2)$$

hvor L typisk er $0,6 H$ og H er middelhøjden af ruhedselementerne. Ahmed (79).

Ved integration fås

$$\bar{U}(Z) = \frac{U_*}{K} \ln \frac{Z-L}{Z_0} \quad (3)$$

hvor Z_0 kaldes ruhedslængden. Efter ligningen bliver $\bar{U} = 0$ for højden $Z = L + Z_0$. I praksis har man dog målt vindprofiler angivet ved den fuldt optrukne kurve, Fig. 1.

3. PARTIKELKONCENTRATIONENS AFHÆNGIGHED AF HØJDEN

Vi kan på samme måde som for middelvindhastigheden skrive et udtryk op for partiklernes koncentrationsgradient.

$$\frac{\partial \bar{\chi}}{\partial Z} = \frac{\chi_*}{K Z} \quad (4)$$

hvor $\bar{\chi}$ er gennemsnitskoncentrationen i højden Z og χ_* er defineret således, at $-\chi_* U_*$ er den vertikale partikelflux.

Integrationen af udtrykket giver

$$\bar{\chi} - \bar{\chi}_0 = \frac{\chi_*}{K} \ln \frac{Z}{Z_0} \quad (5)$$

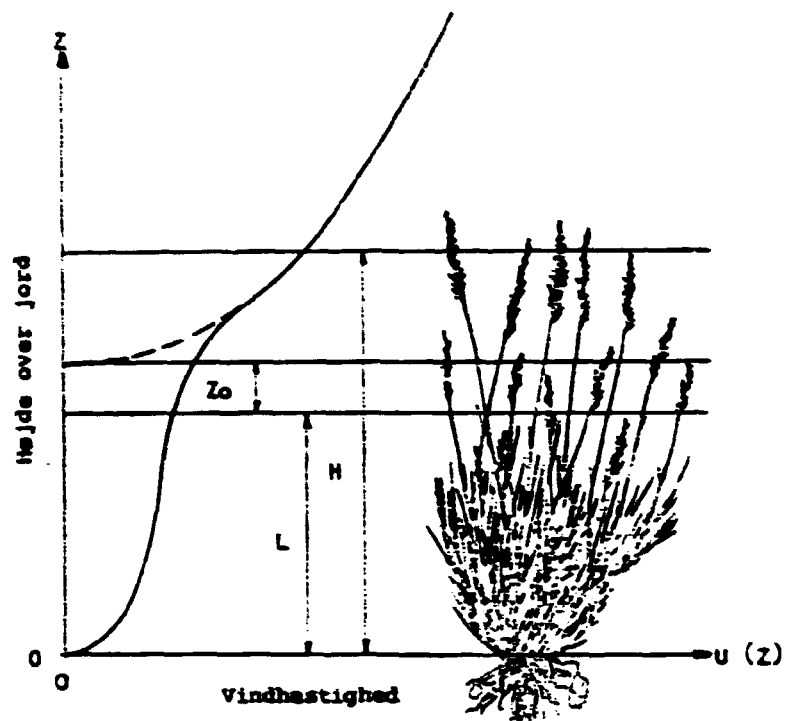


Fig. 1

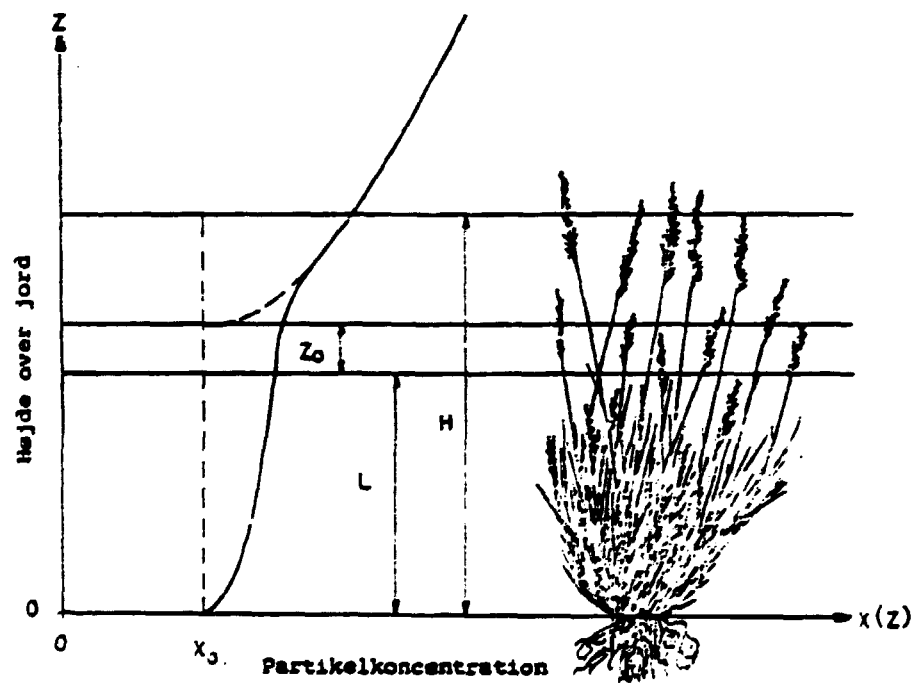


Fig. 2

hvor $\bar{\chi}_0$ er middelkoncentrationen i højden z_0 .

$\bar{\chi}_0$ er kun nul når overfladen kan absorbere alle partikler, der når den. Dette er som hovedregel ikke tilfældet.

Foretager vi, som før, en nulpunktsforskydning, transformeres udtrykket (5) til

$$\bar{\chi} - \bar{\chi}_0 = \frac{\chi_*}{K} \ln \frac{(z-L)}{z_0} \quad (6)$$

$\bar{\chi}_0$ er nu middelkoncentrationen i højden $L+z_0$ fra jordoverfladen

Ligesom ved luftens middelhastighed \bar{U} får vi i praksis en anden profil for middelkoncentrationen nede mellem ruhedselementerne end der fremgår af formlen. Se fig. 2.

4. DEPOSITIONSHASTIGHED

Depositionshastigheden er defineret ved udtrykket $D = -v_d \bar{\chi}$, hvor D er depositionsfluxen d.v.s. den deponerede mængde pr. tids- og arealenhed.

Vi kan opdele depositionshastigheden i en del, der skyldes hvirveldiffusionen, v_i og en del der skyldes sedimentationen, v_s .

4.1. Deposition på grund af hvirveldiffusion

Fra (6) fås

$$v_i = \frac{K U_*}{\ln \frac{z-L}{z_0} + K \frac{\chi_0}{\chi_*}} \quad (7)$$

For fastholdte værdier af alle parametre på nær $\bar{\chi}_0$ fås, at v_i er maximum for $\bar{\chi}_0 = 0$, d.v.s. når overfladen er en perfekt absorber. Når z nærmer sig til $L+z_0$ fra oven og $\bar{\chi}_0 = 0$, finder vi at $v_i \rightarrow \infty$.

Ud fra (7) fås følgende ulighed

$$v_i \leq \frac{K U_*}{\ln \frac{z-L}{z_0}} \quad (8)$$

Ved omskrivning af ligning (3) fås

$$\ln \frac{z-L}{z_0} = \frac{\bar{U} K}{U_*}$$

dette indsættes i uligheden (8) som da bliver til

$$v_i \leq \frac{U_*^2}{\bar{U}} \quad (9)$$

$\frac{U_*^2}{\bar{U}}$ er altså en øvre grænse for den del af depositions hastigheden, der er bestemt af hvirveldiffusionen.

4.2. Sedimentationshastigheden

Ud over en flux af partikler mod jordoverfladen p.g.a. turbulens, har vi også en flux mod jordoverfladen, som skyldes jordens tiltrækning.

Deponeringen på overflader som følge af denne effekt kaldes sedimentation.

I det område hvor Stokes lov gælder, kan man for partikler i termisk ligevægt sætte gnidningskraften i tyngdens retning lig med tyngdekraftens virkning på partiklerne.

Gnidningskraften K_s for kugleformede partikler er

$$K_s = 3\pi\rho_L \nu s V_p \quad (10)$$

hvor ρ_L er luftens massefylde, ν er luftens kinematiske viskositet, s er partiklernes diameter og V_p er hastigheden i forhold til den omgivende luft.

Tyngdekraften K_g på partiklen er

$$K_g = \frac{1}{6} \pi s^3 (\rho_p - \rho_L) g \quad (11)$$

Sættes $K_s = K_g$ fås

$$3\pi\rho_L \nu s V_p = \frac{1}{6} \pi s^3 (\rho_p - \rho_L) g$$

hvoraf

$$V_p = \frac{s^2 g}{18\nu} \frac{\rho_p - \rho_L}{\rho_L}$$

Antager vi som tidligere homogene horisontale forhold er $V_p \chi_L$ netop den mængde, som pr. arealenhed og tidsenhed deponeres på overfladen som følge af tyngdekraftens virkning, hvor χ_L er koncentrationen af partikler langt over overfladen. V_p er således lig med sedimentationshastigheden V_s .

5. DEPOSITIONSHASTIGHEDENS AFHÆNGIGHED AF FORSKELLIGE FORHOLD

Depositionshastigheden er en kompliceret funktion af en række af de forhold der vedrører det deponerede stof, vejrforholdene og deponeringsoverfladen.

I det følgende vil vi undersøge nogle af disse forhold nærmere.

5.1. Depositionshastighedens afhængighed af referencehøjden, Z

Det gælder for såvel den del af depositionshastigheden, der skyldes hvirveldiffusion, som for den del, der skyldes sedimentation, at V_d er afhængig af den højde over overfladen, hvor χ betragtes.

Vi betragter igen udtrykket (7)

$$V_i = \frac{K U_*}{\ln \frac{Z-L}{Z_0} + K \frac{\bar{\chi}_0}{\chi_*}}$$

og anvender det til at finde depositionshastighedens afhængighed af referencehøjden. På en græsmark med gennemsnitlige vindforhold er $Z_0 \simeq 1$ cm og $U_* \simeq 30$ cm/s. Antager vi endvidere fuldstændig absorption af partiklerne, d.v.s. $\bar{\chi}_0 = 0$, giver (7)

$$V_i = 2,3 \text{ cm/s for } Z-L = 2 \text{ m}$$

$$V_i = 2,6 \text{ cm/s for } Z-L = 1 \text{ m og}$$

$$V_i = 5,2 \text{ cm/s for } Z-L = 0,1 \text{ m}$$

Depositionshastigheden er altså afhængig af den højde i hvilken man vælger at betragte partikelkoncentrationen. Det skal bemærkes, at de udregnede værdier af V_i er de maksimale, idet vi har antaget fuldstændig absorption. Da langt de fleste målinger af partikelkoncentrationen er foretaget i en højde på 1 m eller derover, vil indflydelsen af referencehøjden på de opgivne depositionshastigheder være beskednen.

5.2. Depositionshastighedens afhængighed af stabilitetsforholdene i atmosfæren

Som nævnt ovenfor vil den maksimale depositionshastighed ved adiabatisk vejrforhold være ca. 2,3 cm/s ved gennemsnitlige vindforhold og referencehøjden 2 m.

Jensen (81) har vist at moderat stabile vejrforhold vil resultere i, at den maksimale depositionshastighed bliver mindre end en fjerdedel af den maksimale depositionshastighed ved adiabatisk vejrforhold. Dette skyldes at friktionshastigheden, U_* ved stabile vejrforhold vil reduceres til mindre end halv-

delen af, hvad den var ved adiabatisk vejrforhold, når der forudsættes uændret vindhastighed.

5.3. Depositionshastighedens afhængighed af vindhastigheden

Betragter vi igen udtrykkene i (7) og (3)

$$V_i = \frac{K U_*}{\ln \frac{Z-L}{Z_0} + K \frac{\chi_0}{\chi_*}} \quad (7)$$

$$\bar{U} = \frac{U_*}{K} \ln \frac{Z-L}{Z_0} \quad (3)$$

ses, at V_i er proportional med \bar{U} . Altså, at den hvirveldiffusionsbestemte del af depositionshastigheden er proportional med middelvindhastigheden \bar{U} .

Disse teoretiske overvejelser stemmer godt overens med Chamberlains (67) målinger af depositionshastigheder for forskellige friktionshastigheder, U_* . Se fig. 3.

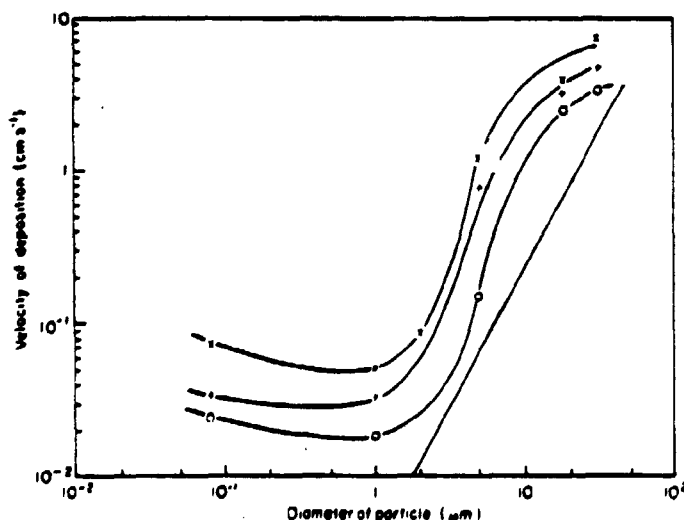


Fig. 3. Deposition af partikler på kort græs i vindtunnel. (x) $U_* = 140$ cm/s, (+) $U_* = 70$ cm/s, (o) $U_* = 36$ cm/s. Den rette linie angiver sedimentationshastigheden. Fra Chamberlain (75)

For de partikler vi interesserer os for, nemlig partikler mellem $0,05 \mu\text{m}$ og $2 \mu\text{m}$, ses sedimentationshastigheden kun at bidrage væsentlig til den samlede depositions-hastighed for meget lave vindhastigheder.

Sedimentationshastigheden er indtegnet på figuren.

5.4. Resuspension

Chamberlain (67) fandt i en række vindtunnelforsøg at resuspensionen var ringe ved lave friktionshastigheder for såvel store, som for små partikler ($< 5 \mu\text{m}$).

Resuspensionen af store partikler var dog større fra tørre end fra våde overflader, når friktionshastigheden var høj. Derimod var der ingen forskel i resuspensionen for våde og tørre overflader ved høje friktionshastigheder, når partiklerne var små.

Der vil altså generelt være en meget lav resuspension for små partikler deponeret på faste overflader

5.5. Depositionshastighedens afhængighed af overfladens hældning

Sehmel (73) gennemførte en række vindtunnelforsøg, hvor han målte depositions-hastigheden på gulv, væg og loft som funktion af partikelstørrelsen. Se Fig. 4.

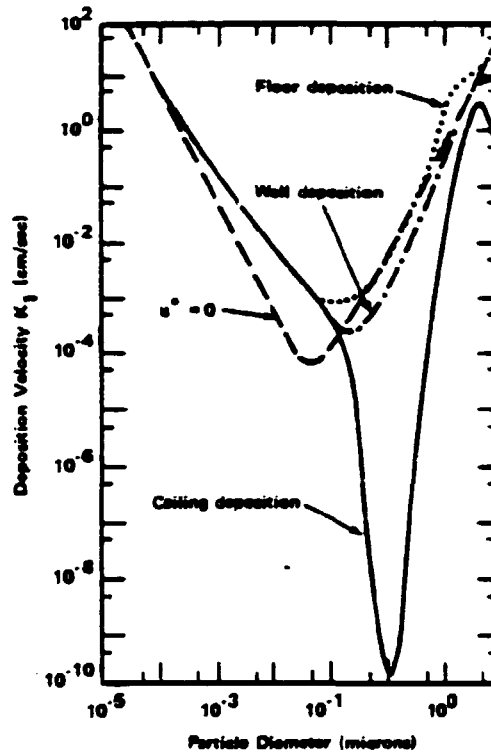


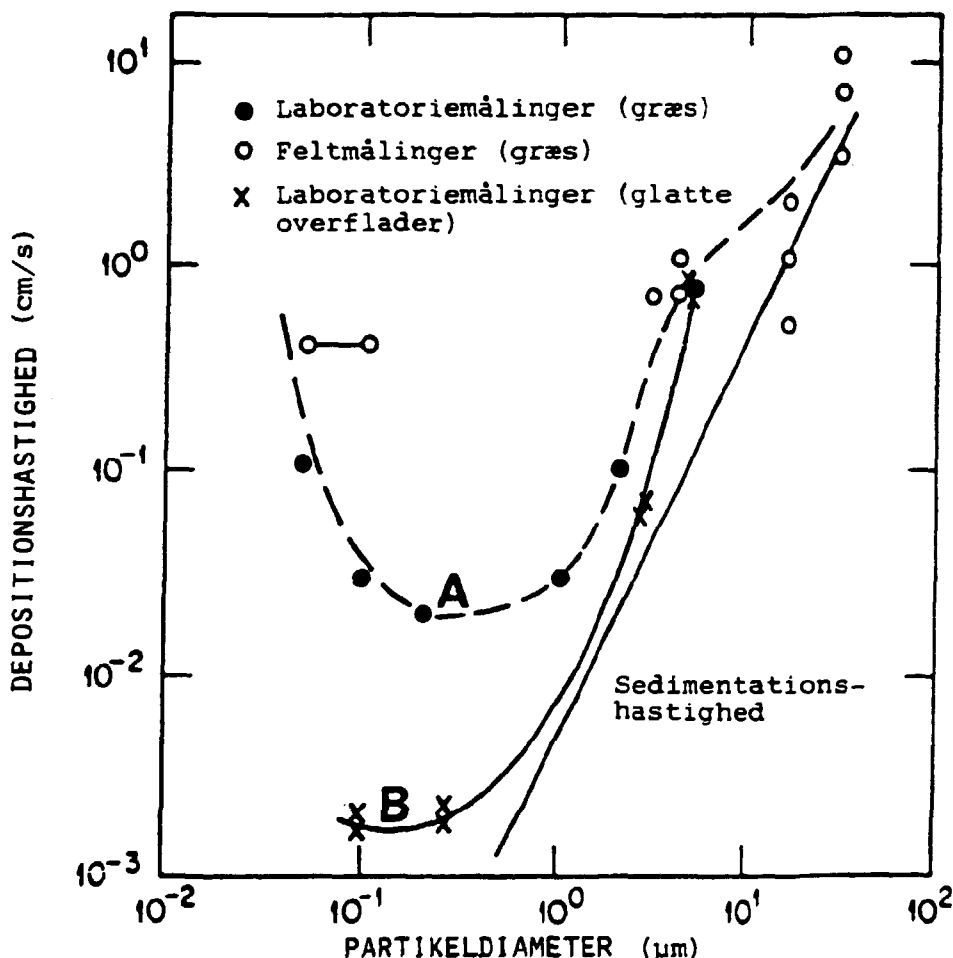
Fig. 4. Sammenligning af depositions-
hastigheder til glatte overflader (gulv,
væg og loft). $U_* = 34,1$ cm/s. Fra Sehmel (73)

Han undersøgte kun glatte overflader og fandt en depositions-
hastighed for gulv, som var noget højere end for vægge.

Dette er i nogen grad i strid med teorien, hvor deponeringen
for den angivne U_* på 34,1 cm/s skulle være domineret af hvir-
veldiffusion og derfor være lige stor for gulv og vægge.

5.6. Depositionshastighedens afhængighed af partikelstørrelsen

McMahon og Denison (79) har udfra laboratiormålinger, beskrevet i Sehmel (73), konstrueret en kurve, der angiver depositions-



Kurve A. Laboratorie- og feltmålinger af depositions-
hastigheder af partikler på græs (fra McMahon
og Denison 1979).

Kurve B. Laboratiormålinger af depositions-
hastigheden på glatte overflader $U_* = 73 \text{ cm/s}$ $U = 13,4 \text{ m/sec}$
(fra McMahon og Denison 1979).

Fig. 5

hastigheden på glatte overflader som funktion af partikelstørrelsen. I McMahon og Denisons rapport er der ligeledes angivet en kurve, som viser sammenhængen mellem depositions-
hastigheden på græs og partikelstørrelsen. Denne kurve er konstrueret ud fra depositions-
hastigheder angivet i den foreliggende litteratur om emnet. De to kurver er indtegnet på Fig. 5.

Det ses at de to kurver har samme form, og at depositionshastighederne har et minimum for partikelstørrelser i det område vi interesserer os for.

5.7. Depositionshastighedens afhængighed af overfladens ruhed (struktur)

Figur 5 viser, at depositionshastigheden på græs for partikler mellem $0,05 \mu\text{m}$ og $2 \mu\text{m}$ er ca. en størrelsesorden højere end depositionshastigheden på glatte overflader. Vi bemærker endvidere at sedimentationshastigheden har større relativ betydning for glatte flader end for ru flader.

Ved gennemsnitlige vejrtilstande er sedimentationens bidrag til depositionshastigheden små for de partikelstørrelser, som vi beskæftiger os med i denne undersøgelse, idet hovedparten af partiklerne vil være mindre end $1 \mu\text{m}$.

I 1962 gennemgik Gifford (62) de depositionshastighedsmålinger som var publiceret på dette tidspunkt. Han konkluderede, at depositionshastigheder på vegetation, som f.eks. græs, var en størrelsesorden højere end de depositionshastigheder, der var målt på jord eller på jævne kollektorer.

Horbert (76) har målt depositionshastigheder af CuSO_4 partikler med en middeldiameter på $4 \mu\text{m}$ og en middelfriktionshastighed på 27 cm/s . Han finder depositionshastigheder på græs ($0,1 \text{ cm/s}$) og kløver ($0,24 \text{ cm/s}$) som er 3 og 8 gange så store som depositionshastigheder målt på vegetationsfri jord ($0,035 \text{ cm/s}$) og glatte overflader ($0,030 \text{ cm/s}$).

Ahmed (79) har angivet kurver over depositionshastigheder som funktion af vindhastigheden for forskellige overflader dels med udgangspunkt i massen for naturlige aerosoler (Fig. 6) dels med udgangspunkt i aktivitetsfordelingen for naturlige radioaktive aerosoler (Fig. 7). Som det ses, er der forskel i depositionshastighedernes niveau på de to figurer. Det skyldes, at de partikler som har radioaktive isotoper tilknyttet, har en mindre gennemsnitsstørrelse end alle de naturlige aerosolers partikelspektrum.

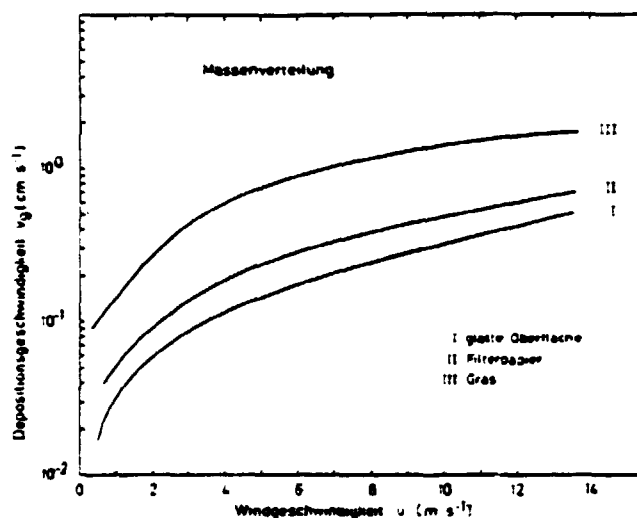


Fig. 6. Depositionshastigheden for naturlige aerosoler (massefordeling) som funktion af vindhastigheden. Fra Ahmed (79).

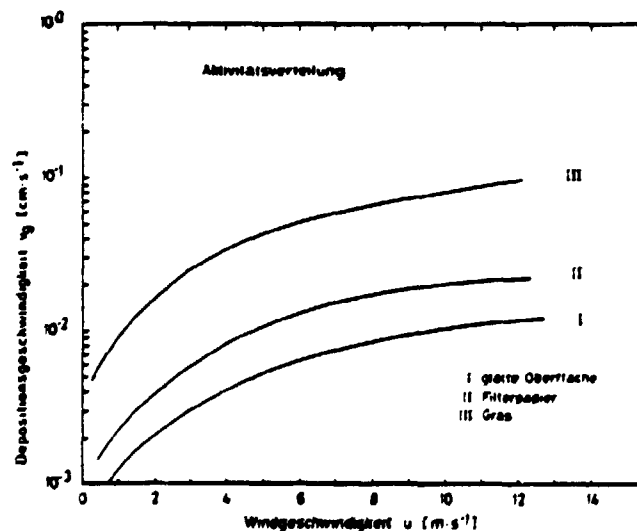


Fig. 7. Depositionshastigheden for naturlige radioaktive aerosoler (aktivitetsfordeling) som funktion af vindhastigheden. Fra Ahmed (79).

Ahmeds kurver viser depositionshastigheder på glatte overflader, som er en størrelsesorden mindre end depositionshastigheder på græs.

6. DEPOSITIONSHASTIGHEDEN FOR REAKTIVE STOFFER F.EKS. JOD

Det deponerede materiales kemiske form i depositionsprocessen har vist sig at være af stor betydning for depositionshastigheden.

I det følgende skelnes der mellem deposition af kemisk reaktive stoffer og deposition af stoffer, der ikke er kemisk reaktive.

Jod betegnes her som et reaktivt stof og de depositionshastigheder, der er målt for jod angives som depositionshastigheder for det reaktive stof jod.

Betegnelsen reaktivt stof i denne forbindelse må tages "cum grano salis", for ganske vist er joddampe kemisk reaktive, men jod kan i depositionsprocessen også optræde som ikke reaktivt stof, når den har dannet ikke reaktive forbindelser med andre stoffer.

Da der normalt ikke vides, hvor stor en del af stoffet der er på reaktiv, og hvor stor en del der er på ikke reaktiv form i depositionsprocessen, vil det være den samlede depositionshastighed, der vil blive angivet, og betegnet som depositionshastigheden for det reaktive stof.

På grund af den store interesse jodisotoperne har i radioøkologien, er der foretaget en lang række undersøgelser af depositionshastigheden for jod.

6.1. Jod som methyliodid

Undersøgelser har vist at jod i form af methyliodid CH_3I har en meget lav depositionshastighed.

Vogt (74) har i laboratorieforsøg målt depositionshastigheder for CH_3I som er 100 gange mindre end depositionshastigheder for joddampe i form af elementarjod, I_2 . Tilsvarende resultater fandt Bunch (66) i feltforsøg. Overensstemmende hermed målte Atkins (67) såvel i vindtunnelforsøg som i feltforsøg meget lave værdier for depositionshastigheder af CH_3I .

6.2. Jod som elementarjod

Gifford (62) påpegede i sin gennemgang af de indtil 1962 foretagne undersøgelser over depositionshastigheder, at reaktive stoffer som joddampe i form af elementar-jod har større depositionshastigheder end ikke reaktive materialer som f.eks. cæsium. Gifford fandt at V_d for I_2 lå mellem 1 cm/s og 3 cm/s for vegetation og en størrelsesorden under for vegetationsfri jord og plane kollektorer. Han fandt endvidere, at depositionshastigheder for ikke reaktive partikler generelt lå en størrelsesorden under de depositionshastigheder, der blev målt for reaktive stoffer.

I feltforsøg målte Hawley (64+66) depositionshastigheder på græs + jord under græs på 1,3-1,4 cm/s ved ustabile vejrforhold og vindhastigheder på 7-9 m/s. I andre forsøg fandt Hawley (66) depositionshastigheder på sne på 0,22 cm/s (sne er en jævn overflade). Vejrforholdene var her neutrale og vindhastigheden 6 m/s. Endelig blev depositionshastigheden på græs under stabile vejrforhold målt til 0,11 cm/s ved en vindhastighed på 4 m/s. I denne værdi er depositionen på jord under græs ikke medtaget. Det er i øvrigt væsentligt at skelne mellem deposition på græsset og deposition på græsmark, hvor bidraget fra jord under græsset er medregnet.

I langt de fleste depositionsforsøg på bevoksning er det kun depositionen på væksten som er målt. Det vil derfor blive bemærket, når det er den samlede deposition (jord + bevoksning), som er målt.

I feltforsøg målte Cline (65) depositionshastigheder med et gennemsnit på 0,5 cm/s på planter, bl.a. græs. Depositionen på jord under græs var ca. 15 % af depositionen på græs.

Hull (66) fandt ud fra nedfaldet fra en kinesisk prøvebombsprængning depositionshastigheder på 0,25 cm/s på græs.

Feltforsøg foretaget i Jülich af Vogt (74) gav depositionshastigheder for middelvindforhold på et typisk græsdække på 1,2 cm/s.

7. DEPOSITIONSHASTIGHEDEN AF IKKE REAKTIVE STOFFER

7.1. Egne undersøgelser

Som nævnt i indledningen har vi indsamlet en række prøver af tagmateriale og vægmateriale, og deponeringen af ^{137}Cs på overfladerne er undersøgt. Herudover er forskellige dekontamineringsmetoders effektivitet blevet afprøvet.

7.1.1. Indledning

Fra 1950 og til i dag har der konstant været en koncentration af ^{137}Cs -partikler i luften, disse partikler stammer fra kernebombesprængningerne i atmosfæren. Partiklerne fra bombesprængningerne antages, efter den lange transport hertil, at have en middelstørrelse, der er den samme, som man forventer i forbindelse med et uhelds-udslip af radioaktive isotoper fra et kernekraftværk.

7.1.2. Prøveudtagning og behandling

Metode I

De første prøver vi indsamlede blev delt i tre dele, Tabel 1.

Den ene del blev formalet, og indholdet af aktivitet blev målt ved hjælp af en Ge(Li)-detektor.

Den anden del blev vasket med vand og en stiv børste, og prøven blev herefter formalet og målt.

Den tredie del blev sandblæst forsigtigt, med henblik på at materialerne skulle kunne genanvendes.

Det viste sig imidlertid, at forskellen på deponeringen på forskellige tagsten på samme tag er så stor, at vi måtte gå over til en ny metode, hvor dekontamineringsmålingerne blev en relativ måling udskilt fra deponeringsmålingerne.

Metode II

Prøverne blev herefter opdelt i to dele (Tabel 2), en del blev formalet og målt og ud fra denne blev deponeringen beregnet. Den anden del blev opstillet i en veldefineret geometri omkring en Ge(Li)-detektor og antallet af tællinger pr. sec. i fototoppen blev registreret. Herefter blev prøverne demonteret og igen monteret i den samme geometri, hvorefter antallet af tællinger pr. sec. igen blev registreret.

Dobbeltmålingerne gav mulighed for at bestemme usikkerheden på måleresultatet.

Prøverne blev nu vasket og igen opstillet i den samme geometri. Også her blev der foretaget en dobbeltbestemmelse.

Endelig blev prøverne sandblæst og proceduren blev gentaget.

Forholdet mellem aktiviteten efter behandlingen og den oprindelige aktivitet angiver dekontamineringsfaktoren.

Tabel 2 viser, at dekontaminering af tegltagsten ved hjælp af afvaskning og sandblæsning har en meget ringe effekt.

Da tegltagsten har samme struktur som teglmursten, kan vi med rimelighed overføre resultaterne fra tagsten til mursten og konkludere at ^{137}Cs -partikler, som har været deponeret et stykke tid på tegl, meget vanskeligt lader sig fjerne med sædvanlige kontamineringsmetoder som afvaskning og sandblæsning.

7.1.3. Depositionshastighed for ^{137}Cs -partikler på husvægge

Aarkrog og Lippert har i årene fra 1963 og frem til 1980 målt såvel ^{137}Cs -koncentrationen i luft over Danmark som deponeringen af ^{137}Cs på markoverflader, ligesom de helt tilbage til 1950 har opgjort den årlige deponering af ^{90}Sr på mark. Isotoperne ^{137}Cs og ^{90}Sr stammer begge fra kernevåbensprængninger i atmosfæren. Det har vist sig, at forholdet mellem koncentrationen af ^{137}Cs og ^{90}Sr i atmosfæren har holdt sig nogenlunde konstant, ligesom deponering af ^{137}Cs og ^{90}Sr på mark har udvist et konstant forhold.

For årene før 1963, hvor der ikke findes målinger af luftkoncentrationen af ^{137}Cs , kan vi med rimelig tilnærmelse beregne den tidsintegrerede koncentration af ^{137}Cs ud fra den akkumulerede deponering af ^{90}Sr .

Resultaterne er angivet i tabel 3 sammen med et beregningseksempel, som nærmere skal gennemgås i det følgende:

Den totale mængde ^{90}Sr deponeret på mark pr. arealenhed til og med år 1962 blev i året 1962 målt til $28,483 \text{ mCi/km}^2$.

Her er der altså automatisk korrigeret for henfald. Den målte størrelse betegnes som den totale deponering pr. arealenhed henført til år 1962.

Ved tidsintegralet af luftkoncentrationen henført til et bestemt år, forstås tilsvarende de enkelte års middelluftkoncentration korrigeret for henfald ført frem til referenceåret før integrationen (summationen) foretages.

Tidsintegralet af ^{137}Cs -luftkoncentrationen i årene til og med 1962 henført til år 1962, kan da beregnes som den totale mængde ^{90}Sr , deponeret på mark pr. arealenhed i årene til og med 1962, henført til 1962, multipliceret med forholdet mellem tidsintegralet af luftkoncentrationen af ^{137}Cs i årene 1963 til 1979 ($151,35 \text{ fCi år/m}^3$), og den totale mængde ^{90}Sr deponeret på mark pr. arealenhed for de samme år ($42,699 \text{ mCi/km}^2$).

$$\text{Altså } 28,483 \text{ mCi/km}^2 \times \frac{151,35 \text{ fCi } \cdot \text{år/m}^2}{42,699 \text{ mCi/km}^2} \cdot$$

I tabel 4 beregnes nu tørdepositionshastigheden som forholdet mellem den totale deponerede mængde ^{137}Cs målt i år 1979 og tidsintegralet af luftkoncentrationen over det tidsrum, hvor deponeringen har fundet sted henført til år 1979.

Vi finder tørdepositionshastigheden for murstensvæg på ca. 0,02 cm/s og for pudset mur på ca. 0,04 cm/s. I afsnit 7.1.4. diskuteres Weatherings indflydelse på disse værdier.

Der er her ikke taget hensyn til, at en del af aktiviteten kan være afsat som våddeponering. Hvis det er tilfældet vil tørdeponeringshastigheden være mindre end angivet. Den samlede deponering af Cs-137 på marker er ca. 80 nCi/m². Heraf er ca. 15 % (Huber, 78) eller ca. 12 nCi/m² tørdeponeret. På murstensydemure er der målt en samlet belægning på omkring 1,5 % af den samlede deponering på marker eller ca. 1,2 nCi/m². Den del af belægningen på husvægge, der stammer fra tørdeponering er altså højst en tiendedel af tørdeponeringen på marker. (Der er foretaget en enkelt måling på en murstensvæg, som var beskyttet mod regn af en carport. Denne måling gav et tørdeponeringsbidrag på ca. 1/40 af tørdeponeringen på marker).

Med hensyn til tørdeponering på tegltage er der intet grundlag for at tro, at tørdeponeringen her vil være anderledes end tørdeponeringen på lodrette vægge. Gennemsnitligt er der deponeret omkring 15 % af den samlede deponering på marker eller ca. 12 nCi/m², medens tørdeponeringen må antages at være mindre end 1,2 nCi/m², således at ca. 90 % må skyldes våddeponering svarende til en run-off effekt på gennemsnitligt omkring 80 %, taghældningen taget i betragtning.

7.1.4. Diskussion om måleresultaternes relevans for korttidsdeponering

Deponeringen på husvæggene er foretaget over en årrække, der-

for rejser spørgsmålet sig, om de angivne deponeringshastigheder også kan anvendes til korttidsdeponering.

Som det har vist sig ved vore dekontamineringsforsøg er deponeringen vanskelig at fjerne fra tegl.

Dette stemmer med, at vi på tegltagsten, som er udsat for stor afvaskning, har fundet koncentrationer på omkring 15 % af den aktivitet, der er deponeret på mark. Da run-off effekten formentlig bevirker at der fjernes mellem 70 og 95 % af aktiviteten indeholdt i vandet, må vi slutte, at den deponering, som er bundet til tagstenene, ikke lader sig fjerne ved afvaskning. Vi ser ligeledes (tabel 5), at den del af ^{137}Cs nedfaldet, som er deponeret på eternittag er uafhængig af, om deponeringen er gammel eller ny.

Andre rapporterer om tilsvarende erfaringer, således fik Diek (61) kun fjernet 29 % af en forurening med plutoniumpartikler med en middelstørrelse på $0.8\ \mu\text{m}$ ved en støvsugning to dage efter deponeringen.

Corn (61) har ligeledes beskrevet, hvor vanskeligt det er at afblåse partikler, som har fæstet sig til en væg: Selv kraftig blåsning på væggene kan kun flytte få partikler. Jordan (44) viste, at der skulle blæses med hastigheder på mere end $70\ \text{m/s}$ for at fjerne 20 % af $2\ \mu\text{m}$ støvpartikler deponeret på glatte overflader af glas og kvarts. Clough (75) undersøgte, om der var afblåsning af partikler umiddelbart efter deponeringen på mos, men fandt ikke nogen afblåsning indenfor en periode på 15 timer.

Herudfra kan rimeligt antages, at det deponerede materiale efter et kort stykke tid hæfter sig effektivt til overfladen. Weatheringeffekten er således ringe.

De målte langtidsdeponeringshastigheder kan derfor med rimelig forsigtighed også anvendes for korte deponeringstider.

7.2. Andre målinger af depositionshastigheder for ikke reaktive partikler

Jonas (79) og Horbert (76) har målt depositionshastigheder i feltet ved hjælp af CuSO_4 -partikler, der var mærket med radioaktive stoffer.

På bevoksning målte de depositionshastigheder mellem 0,24 og 0,05 cm/s. På jævne kollektorer og bar jord fandt de depositionshastigheder 0,03-0,01 cm/s altså ca. en faktor fem mindre. Vindforholdene, de målte under, svarede til tyske middelforhold.

Clough (75) fandt ved vindtunnelforsøg depositionshastigheder på mos, som var 10 gange større end på græs.

Peirson (73) målte på støv langt fra industri. Han fandt, at depositionshastigheder for store partikler, som stammede fra ophvirvlet jord, var betydelig højere end deponeringshastigheder for de partikler, der stammede fra industriforurening, og som han antog havde en partikelstørrelse på under 2 μm .

Wilson (67) fandt for lucerne depositionshastigheder på 0,4 cm/s og 0,8 cm/s for ^{137}Cs fallout partikler. Disse store værdier stemmer overens med Horbert (76), der målte depositionshastigheder på kløver til 0,24 cm/s.

Little og Wiffen (76) har i vindtunnelforsøg målt depositionshastigheder for bly fra bilers udstødning.

Der er dels målt på friske blypartikler med middeldiameter på ca. 0,05 μm , dels på ældede blypartikler med middeldiameter på ca. 0,2 μm .

For de friske blypartikler blev depositionshastigheden på græs målt til 0,13 cm/s, på jord under græs til 0,015 cm/s og på bar jord til 0,035 cm/g. De tilsvarende tal for ældede partikler blev 0,019 cm/s på græs, 0,007 cm/s på jord under græs og 0,0081 på bar jord.

Forholdet mellem depositionshastigheden på græsmark (græs + jord under græs) og depositionshastigheden på bar jord blev altså henholdsvis 3 og 4.

Sehmel (80) og Nielsen (81) har gennemgået en stor del af de depositionshastighedsmålinger der er foretaget indtil 1981.

I tabel 6 er de ovenfor omtalte tørdepositionshastigheder angivet sammen med oplysninger om partiklernes art og størrelse, overfladens art og ruhedslængde, samplingshøjde Z , friktionshastigheden U_* og om målingen har været en feltmåling eller en måling i vindtunnel.

7.2.1. Depositionshastigheder målt i forbindelse med reaktor-uheld

Nogle meget væsentlige målinger er foretaget i forbindelse med reaktoruheld:

Windscale

Ved Windscale-uheldet d. 10. oktober 1957 blev der foretaget målinger ved Preston, Burnley og Sheffield, som ligger henholdsvis 85, 100 og 180 km fra Windscale (Stewart 58). På disse lokaliteter blev depositionshastigheden for jod på græs målt til ca. 0,3 cm/s medens tilsvarende målinger i det sydlige England viste depositionshastigheder på græs på 0,11 cm/s.

Depositionshastigheden for cæsium og ruthenium blev målt til ca. 15 % af jods depositionshastighed.

På målestederne herskede der overvejende stabile vejrforhold i deponeringsperioden.

SL 1-uheldet

Ved SL 1-uheldet skete der udslip i perioden fra 6. januar til 30. januar 1961.

Vejret i den periode, hvor udslippet fandt sted, var overvejende stabilt. Man fandt en depositionshastighed for jod

på bevoksning, som var. ca. 0,2 cm/s (SL-1 (62)).

8. ANBEFALINGER AF DEPOSITIONSHASTIGHEDER TIL BRUG VED DOSIS- BEREGNINGER I FORBINDELSE MED UDSLIP AF RADIOAKTIVE STOFFER

For reaktive stoffer som jod er der målt depositionshastigheder nær kilden på omkring 1 cm/s på ru overflader (bevoksning).

Længere borte fra kilden er der generelt målt lavere depositionshastigheder.

I forbindelse med Windscale-uheldet og SL 1-uheldet blev der målt depositionshastigheder på 0,1 cm/s - 0,3 cm/s på ru overflader for reaktive stoffer.

Depositionshastigheder for ikke reaktive stoffer, som f.eks. Cæsium, er generelt betydelig lavere end depositionshastigheder for jod. I forbindelse med Windscale-uheldet blev der målt depositionshastigheder for ^{137}Cs og ^{103}Ru på græs, som var ca. 15 % af jods depositionshastighed. Gifford påpegede allerede i 1962, at depositionshastighederne for reaktive stoffer lå væsentlig (en faktor 10) over de tilsvarende for ikke reaktive stoffer. For ikke reaktive stoffer er der generelt målt værdier, der ligger under 0,2 cm/s på ru overflader.

Der er altså en klar forskel mellem depositionshastighederne for reaktive og ikke reaktive stoffer. I gennemsnit kan denne forskel opgøres til ca. en faktor fem.

En anden tydelig skillelinje går mellem de depositionshastigheder, der er målt på ru overflader, og de tilsvarende målt på plane overflader som f.eks. husvægge og bar jord.

For plane overflader er der, såvel for reaktive som for ikke reaktive stoffer, målt depositionshastigheder, der ligger væsentligt under de tilsvarende depositionshastigheder for ru overflader. En afvigelse herfra er Pierson (73) som angiver depositionshastigheden for ^{137}Cs på filterpapir (plan kollektor) på

0,2 cm/s. Andre målinger viser imidlertid depositionshastigheder for plane overflader som ligger 3-20 gange under tilsvarende målinger på ru flader.

På baggrund af de målinger af deponeringshastigheder, som er refereret eller beskrevet i det foranstående, kan vi til brug for beregninger af deponeringen af stoffer, der frigøres til atmosfæren som følge af reaktoruheld, anbefale de i nedenstående skema angivne deponeringshastigheder som realistiske

	Reaktive stoffer f.eks. jod	Ikke reaktive stoffer f.eks. cæsium
Plane kollektorer f.eks. husvægge og veje	0,2 cm/s	0,04 cm/s
Ru kollektorer f.eks. græsmark og buskads	1 cm/s	0,2 cm/s

LITTERATUR

- AARKROG, A. et al., (1958-80). Environmental Radioactivity in Denmark, Risø-R-3-9-14-23-41-63-85-107-130-154-180-201-220-245-265-291-305-323-345-361-403.
- ATKINS, D.H.F., (1977). Deposition of Radioactive Methyl Iodide to Vegetation. Health Physics 13, 91-92.
- AHMED, Abdel-Rahman Abdel-Aziz, (1979). Untersuchungen zur Aerosoldeposition an Oberflächen. Inaugural-Dissertation zur Erlangen des Doktorgrades der Naturwissenschaften der Justus-Liebig-Universität, Gissen.
- BUNCH, D.F., (1966). Controlled Environmental Radioiodine Tests. Progress report number two. IDO-12053.
- CHAMBERLAIN, A.C., (1967). Transport of Lycopodium Spores and other small Particles to Rough Surfaces. Proceedings of the Royal Society of London. Seria A 296.
- CHAMBERLAIN, A.C., (1975). The Movement of Particles in Plant Communities. Vegetation and the Atmosphere, Volume 1.
- CLINE, J.F., WILSON, D.O. and HUNGATE, F.P., (1965). Effect of Physical and Biological Conditions on Deposition and Retention of ^{131}I on Plants. Health Physics 11, 713-717.
- CLOUGH, W.S., (1975). The Deposition of Particles on Moss and Grass Surfaces. Atmospheric Environment 9, 1113-1119.
- CORN, Morton (1961). The Adhesion of Solid Particles to Solid Surfaces. I. A. Review Journal of the Air Pollution Control Ass.
- DIEK, J.L. and BAKER, T.P., (1961). Monitoring an Decontamination Techniques for Plutonium Fallout on Large-Area Surfaces. Air Force Special Weapons Center WT-1512.
- GIFFORD, F.A. and PACK, D.H., (1962). Surface Deposition of Airborne Material. Nuclear Safety 3 p. 76.
- HAWLEY, C.A. Jr., SILL, C.W., VOELZ, G.L. and ISLITZER, N.F., (1964). Controlled Environmental Radioiodine Tests, National Reactor Testing Station IDO-12035.
- HAWLEY, C.A. Jr., (1966). Controlled Environmental Tests at the National Reactor Testing Station 1965 progress report. IDO-12047.

- HORBERT, M., VOGT, K.J., ANGELETTI, L. (1976). Untersuchungen zur Ablagerung von Aerosolen auf Vegetation und Anderen Grenzflächen. Kernforschungsanlage Jülich GmbH Jül-1288.
- HUBER, O., MEINING, J. and HERCKNER, F., (1978). Ermittlung des Transfers von Fallout in Lebensmittel für Sr 90 und Cs 137 aus den Messergebnissen der Umweltradioaktivitätsüberwachung. Tagungsbericht Radioaktivität und Umwelt.
- HULL, A.P., (1966). Environmental Monitoring of ^{131}I in small Concentrations and some Comparisons with Meteorological Calculations. Health Physics 12, 1317-1325.
- JENSEN, N.O., (1981). A Micrometeorological Perspective on Deposition. Risø National Laboratory. Health Physics 40.
- JONAS, R., (1979). Statusbericht über die Feldversuche zur Bestimmung der Ablagerungsgeschwindigkeit von Aerosolen. ZST-bericht Nr. 295 (1979).
- JORDAN, D.W., (1954). The Adhesion of Dust Particles, Brit. J. Appl. Phys., 3: S194.
- LITTLE, P. and WIFFEN, R.D. (1977). Emission and Deposition of Petrol Engine Exhaust Pb-I. Deposition of Exhaust Pb to Plant and Soil Surfaces. Atmospheric Environment 11, 437-447.
- LUMLEY, J.L. and PANOFSKY, H.A. (1964). The Structure of Atmospheric Turbulence 239 pp. (New York: Interscience-Wiley).
- McMAHON, T.A. and DENISON, P.J. (1979). Empirical atmospheric deposition parameters - a survey. Atmos. Environ. 13, 571-585.
- NIELSEN, O.J., (1981). A Critical Literature Review on Radioactivity Transfer to Plants and Soil. Risø National Laboratory, Denmark.
- PEIRSON, D.H., CAWSE, P.A., SALMON, L., CAMBRAY, R.S., (1973). Trace Element in the Atmospheric Environment, Nature vol. 241.
- PRUPPACHER, Hans R. and KLETT, James D. (1978). Microphysics of Clouds and Precipitation. D. Reidel Publishing Company.
- SEHMEL, G.A., (1973). Particle Eddy Diffusivities and Deposition Velocities for Isothermal Flow and Smooth Surfaces. Aerosol Science, 4, pp. 125-138.
- SEHMEL, G.A. (1980). Particle and Gas Dry Deposition. Atmospheric Environment 14, 983-1011.
- SL-1, (1962). Nuclear Incident at the SL-1 Reactor U.S. Atomic Energy Commission. IDO-19302.

- STEWART, N.G. and CROOKS, R.N. (1958). Long-Range Travel of the Radioactive Cloud from the Accident at Windscale. Nature, September 6, No. 4636.
- VOGT, K.J., ANGELETTI, L., HEINEMANN, K., HORBERT, M., MATTHES, W., POLSTER, G. (1974). Untersuchungen zur Ablagerung von Jod und Aerosolen auf Vegetation und anderen Grenzflächen. Jül-1144-ST.
- WILSON, D.W., WARD, G.M. and JOHNSON, J.E. (1967). Fallout ¹³⁷Cs: Direct Aerial Transfer as an Important Source of Foliar Deposition. Radiation Botany, 7, 312-319.

Tabell 1

Målemetode I

Dekontamineringsfaktorer for tegnmateriale

Prove nr.	Tegghaldn. i grader	opfer. år	Ubehandlet		Efter afvaskning/ vand		Efter sandblæsning		Dekontaminering ved vask og sandblæsning	
			areal af prøve-m ²	aktivitet nCi ¹³⁷ Cs/m ²	areal af prøve-m ²	aktivitet nCi ¹³⁷ Cs/m ²	areal af prøve-m ²	aktivitet nCi ¹³⁷ Cs/m ²	vask	vask og sandblæsning
<u>RODE TEGL</u>										
1	45	1956	0,048	19,6 ± 1,6	0,070	16,8 ± 1,0	0,083	12,3 ± 0,7	1,17	1,61
14	45	1952	0,	11,7 ± 1,2	0,086	11,5 ± 0,8	0,086	14,5 ± 0,8	1,02	0,81
<u>GLASERODE TEGL</u>										
7	45	for 56	0,070	4,85 ± 0,58	0,068	6,71 ± 0,59	0,090	5,42 ± 0,54	0,72	0,89
<u>CEMENTTAGSTEN</u>										
11	45	1943	0,106	3,54 ± 0,28	0,123	3,08 ± 0,48	0,121	1,35 ± 0,26	1,15	2,61
<u>SKIFER</u>										
8	45	1906	0,251	3,02 ± 0,39	0,257	5,08 ± 0,26	0,295	3,82 ± 0,11	0,50	0,79
<u>BOLGETERMIT</u>										
2	45	1960	0,101	1,26 ± 0,20	0,105	0,77 ± 0,09	0,124	0,50 ± 0,15	1,64	2,56
3	45	1971	0,099	0,26 ± 0,14	0,103	0,34 ± 0,15	0,107	0,17 ± 0,11	0,77	1,56
5	5	for 55	0,119	7,59 ± 0,30	0,123	3,13 ± 0,19	0,123	2,63 ± 0,11	2,44	2,94
6	45	for 56	0,104	3,02 ± 0,24	0,118	0,57 ± 0,18	0,119	0,53 ± 0,10	5,26	5,88
13	15	1954	0,120	2,68 ± 0,19	0,133	0,41 ± 0,11	0,116	0,43 ± 0,13	6,67	5,25

Tabel 2

Målemetode II

Dekontamineringsfaktorer for tagmaterialer

Prøve nr.	taghældn. i grader	opfør. år	areal af prøve-m ²	Ubehandlet		Efter afv. m. vand		Efter sandblæs.		Dekontamin. sfaktorer	
				akti- vitet	gennem- snit	akti- vitet	gennem- snit	akti- vitet	gennem- snit	ved vask	ved sandblæs.
RODE TEGL											
15	20	1900	0.274	{ 6.26 6.04	6.15	5.81	5.81	5.43	5.43	1.05	1.12
23	40	1952	0.231	4.51	4.51	{ 4.44 4.70	4.57	{ 4.40 4.34	4.37	1.00	1.11
34	45	1914	0.104	{ 6.63 6.66	6.65	{ 6.43 6.17	6.30	{ 5.80 5.68	5.74	1.05	1.16
36	50	1914	0.232	{ 3.24 3.34	3.29	{ 3.25 3.14	3.20	{ 2.82 2.85	2.84	1.03	1.16
38	45	1900	0.233	6.56	6.56	{ 6.52 6.59	6.56	{ 5.24 5.43	5.34	1.00	1.23
GLASEREDE TEGL											
30	45	1918	0.192	{ 2.35 2.44	2.39	{ 2.25 2.32	2.29	{ 1.43 1.44	1.44	1.16	1.67
CEMENTTAGSTEN											
31	45	1943	0.201	{ 3.34 3.27	3.31	{ 2.58 2.53	2.56	{ 1.34 1.31	1.33	1.30	2.50
52	45	1935	0.272	{ 2.47 2.60 2.53	2.53	{ 1.36 1.29	1.33	{ 0.38 0.41	0.40	1.89	6.25
40	45	1930	0.246	{ 1.09 1.05	1.07	{ 0.74 0.83 0.81	0.79	{ 0.35 0.36 0.35	0.35	1.35	3.05
57	45	1910	0.234	{ 5.64 5.66	5.65	{ 5.65 5.55	5.60	{ 4.09 4.43	4.26	1.01	1.33
SKIFER											
35	45	1918	0.236	{ 1.45 1.32 1.30	1.36	{ 1.38 1.33 1.37	1.36	{ 1.33 1.24	1.29	1.00	1.05
42	50	1909	0.233	{ 2.09 1.93 1.96	1.99	{ 1.92 1.30 1.97	1.73	{ 1.88 1.84 1.83 2.02	1.89	1.15	1.05
BOLGETERNIT											
43	45	for 50	0.242	{ 0.74 0.74	0.74	{ 0.40 0.44	0.42	{ 0.36 0.41 0.35	0.37	1.76	2.00
55	45	1950	0.242	{ 1.96 2.01 1.97	1.98	{ 1.60 1.63	1.62	{ 1.33 1.34	1.34	1.22	1.48
56	45	1955	9.241	{ 1.55 1.62	1.59	{ 0.70 0.69	0.70	{ 0.47 0.50	0.49	2.27	3.28
TERNIT"SKIFER"											
33	20	1947	0.190	{ 0.52 0.64	0.58	{ 0.53 0.54	0.54	{ 0.75 0.56	0.66	1.09	0.88
39	22	1950	0.248	{ 0.37 0.46 0.45	0.43	{ 0.38 0.39 0.49	0.44	{ 0.51 0.44	0.48	0.96	0.90
SILICONEBEHANDLET TERNIT											
37	40	1972	0.249	{ 0.28 0.33	0.31	{ 0.33 0.31	0.32	{ 0.29 0.28	0.29	0.97	1.05

Tabel 1

			Luftkoncentration af ^{137}Cs			
År	Koncentration af ^{137}Cs i		Fall out af ^{90}Sr mCi/km ²	for enkelte år	akkumuleret til og med år	Beregnet tidsintegreret luftkoncentration (Ci år/m ³)
	aktuelle	henført til 79				år henført til 79
79	0,85	0,85		0,166		
78	3,14	1,07		0,463		
77	1,62	1,55		0,382		
76	0,42	0,39		0,103		
75	1,30	1,19		0,404		
74	1,96	1,75		0,710		
73	0,47	0,40		0,192		
72	1,37	1,17		0,435		
71	2,67	2,22		1,506		
70	3,40	2,76		1,647		
69	2,45	1,94		1,035		
68	2,38	1,85		1,403		
67	2,62	1,99		1,047		
66	6,2	4,59		2,145		
65	10,3	7,45		3,954		
64	40,9	28,92		10,412		
63	69,3	47,89		16,695		
	79 I=151,35 63	79 I=109,98 63		79 I=42,699 63		
62				28,493	101,0 *)	68,70
61				21,787	77,22	50,95
60				20,859	73,93	47,67
59				20,247	71,76	45,21
58				14,658	51,95	31,98
57				10,728	38,03	22,87
56				7,898	28,00	16,46
55				4,997	17,71	10,17
54				2,623	9,29	5,21
53				0,789	2,79	1,53
52				0,309	1,09	0,58
51				0,118	0,41	0,21
50				0,020	0,07	0,04

*) Beregnings eksempel for 1962

Tabel 4

Deponering af ^{137}Cs på husvægge

Prøve nr.	opført år	areal af prøve-m ²	Deponering nCi $^{137}\text{Cs}/\text{m}^2$ vægflade	Tidsintegreret kon- centrat. i luft af ^{137}Cs henført til 1979 fCi år/m ³	Depositionsha- stighed cm/sec.
<u>GULSTENSMUR</u>					
12	1900	0,109	0,854 ± 0,239	178,18	0,015 ± 0,004
19	1920	0,145	0,590 ± 0,208	178,18	0,010 ± 0,003
21	1920	0,149	1,030 ± 0,264	178,18	0,018 ± 0,004
24	1920	0,090	0,171 ± 0,136	178,18	0,003 ± 0,003
26	1920	0,037	0,439 ± 0,290	178,18	0,008 ± 0,006
46	før 50	0,040	1,326 ± 0,610	178,18	0,024 ± 0,003
61	1956	0,177	3,545 ± 0,117	161,72	0,070 ± 0,009
9	1957	0,080	1,623 ± 0,424	155,31	0,033 ± 0,012
59	1958	0,182	0,137 ± 0,073	146,20	0,003 ± 0,002
<u>PUDSET MUR</u>					
10	1918	0,097	1,627 ± 0,163	178,18	0,029 ± 0,006
41	før 50	0,210	4,802 ± 0,672	178,18	0,085 ± 0,021
45	før 50	0,142	0,784 ± 0,169	178,18	0,014 ± 0,004
47	før 50	0,145	2,412 ± 0,135	178,18	0,043 ± 0,007

Tabel 5

Deponering af ¹³⁷Cs på hustage

Prove nr.	taghælden. i grader	opført år	areal af prove-m ²	Deponering nCi ¹³⁷ Cs/m ² tagflade	% af gennemsnitlig ¹³⁷ Cs nedfald på mark
<u>RODE TEGL</u>					
38	45	1900	0.097	10.36 ± 0.62	13.37
15	20	1900	0.121	9.36 ± 0.79	12.07
34	45	1914	0.051	28.03 ± 0.67	36.17
36	50	1914	0.108	5.86 ± 0.35	7.57
14	45	1952	0.083	11.71 ± 1.24	15.11
23	40	1952	0.096	7.21 ± 0.58	9.30
1	45	1956	0.048	19.61 ± 1.57	25.31
<u>GLASERODE TEGL</u>					
30	45	1910	0.097	5.91 ± 0.47	7.63
7	45	for 56	0.070	4.85 ± 0.58	6.25
<u>CEMENTTAGSTEN</u>					
31	45	1910	0.166	5.74 ± 0.57	7.41
32	45	1935	0.116	4.93 ± 1.04	6.37
11	45	1943	0.106	3.54 ± 0.28	4.56
<u>SKIFER</u>					
8	45	1906	0.251	3.02 ± 0.39	3.90
35	45	1918	0.277	4.36 ± 0.17	5.62
<u>BOLGETERMIT</u>					
13	15	1954	0.120	2.68 ± 0.19	3.45
5	5	for 56	0.119	7.59 ± 0.30	9.80
6	45	for 56	0.104	3.02 ± 0.24	3.89
2	45	1960	0.101	1.26 ± 0.20	2.55
3	45	1971	0.099	0.26 ± 0.14	3.92
<u>ETERNIT"SKIFER"</u>					
33	20	1947	0.189	0.44 ± 0.05	0.56

Tabel 6

Reference	Partikler- nes art	Partikler- nes stør- relse μm	Rubeds- længde z_0 cm	Samplings- højde z cm	Overfla- dens art	Vindforhold U_0 cm/s	Depositions- hastighed V_d cm/s	
Clough 75	Polystyren	0.5	~ 1	ukendt	græs	70	0.024	<u>Vindtunnel</u>
		0.5	~ 1	---	---	25	0.015	---
		0.5	~ 0.1	---	mos		0.22	---
Hobert 76	CuSO ₄	4	(1)	100	græs	27	0.1	<u>Feltforsøg</u>
		4	(1)	100	kløver	27	0.24	---
		4		100	bar jord	27	0.035	---
		4		100	glat overfl.	27	0.03	---
Jones 79	CuSO ₄	2-6	1	100	græs	14	0.048	---
		2-6		100	glat metal		0.016	---
		2-6		100	filterpapir	14	0.014	---
Wilson 67	Cs-137	~ 1	(~ 1)	ukendt	lucerne	gennemsnit	0.4 og 0.8	---
Pierson 73	Stammer fra jord	> 2		---	filterpapir	---	0.3 og 1	---
	Kunstige kilder	< 2		---	---	---	0.04 og 0.3	---
	Cs	< 2		---	---	---	0.2	---
Chamber- lain 67	Forskell. kunstigt fremstill.	32	0.6	60	græs	0.68	6.8	<u>Feltforsøg</u>
		32	0.6	60	---	0.70	4.9	<u>Vindtunnel</u>
		19	0.6	60	---	0.70	3.2	---
		5	0.6	60	---	0.70	0.8	---
		2	0.6	60	---	0.70	0.09	---
		1	0.6	60	---	0.70	0.034	---
		0.08	0.6	60	---	0.70	0.033	---
Stewart 58	Cs og Ru	~ 1		ukendt	---		0.015-0.045	<u>Windscale uheld</u>

2274

Rise-M-

Title and author(s)

Investigation of surface deposition pertaining to the calculation of the deposition of aerosols released in core-meltdown accidents in power reactors.

J. Roed

Date October 1981

Department or group

Health Physics

Group's own registration
number(s)

TM 278

31 pages + 1 tables + 7 illustrations

Abstract

Deposition of fall-out particles of cesium-137 on vertical building surfaces has been measured.

The deposition is combined with the corresponding concentration in air of fall-out particles to give the dry deposition velocity.

The dry deposition velocity on plane collectors like building surfaces, plane bare soil, roads, etc. is compared to the velocity on rough surfaces like grass, clover, etc. This is done on the basis of our own measurements and the relevant literature.

Copies to

Available on request from Rise Library, Rise National
Laboratory (Rise Bibliotek), Forsøgsanlæg Rise),
DK-4000 Roskilde, Denmark
Telephone: (03) 37 12 12, ext. 2262. Telex: 43116